Vol.12, No.1, Spring 2023, pp.41-61 ISSN (Print):2322-1682 ISSN (Online):2383-3076

Journal of Geography and Environmental Hazards

RESEARCH ARTICLE DOI: 10.22067/geoeh.2022.75467.1184 Open access

# Evaluating Ecological Degradation of Kosalan Protected Area using Remote Sensing and GIS

**Zahra Jalilian[a], Jamil Amanollahi[b*]**

[a] *MSc in Environmental Sciences, Department of Environmental Sciences, Faculty of Natural Resources, University of Kurdistan, Sanandaj, Iran*

[b] *Associate Professor, Department of Environmental Sciences, Faculty of Natural Resources, University of Kurdistan, Sanandaj, Iran*

***Received: 23 January 2022*** ***Revised: 20 March 2022*** ***Accepted: 31 March 2022***

## Abstract

Protected areas are defined as a pattern of land use in the environmental planning process. However, they are excluded from any physical exploitation or their use is conditional. They are no less important than other lands. This study aimed to evaluate the ecological degradation of Kosalan protected area using remote sensing and GIS techniques. Images of two time periods 1989 and 2020 were prepared. For this purpose, after radiometric and atmospheric corrections of NDVI index, changes of vegetation in the region in the two time periods were evaluated. Then, to model the ecological degradation, eight criteria including distance from the village, distance from the road, landslide points, erosion intensity, slope, direction, altitude and vegetation were used. The criteria were weighted by hierarchical analysis process method and standardized by fuzzy model. Vegetation changes at different thresholds were analyzed. According to the vegetation situation in the region, 3 thresholds of 0.1-3, 0.1-1 and 0.1-1 were used. The results of this evaluation showed that the quality and density of vegetation has decreased a lot during 31 years. The results of ecological degradation modeling showed that the most effective criterion in causing degradation is distance from the village. In general, 50% of the area has a high potential for ecological degradation. The results showed that the greatest potential for ecological degradation was in the central areas of the southeast and center of the region, where the slope and altitude are high. The impact of slope is so high in these places.

**Keywords**: AHP, NDVI, Fuzzy, Modeling, Vegetation Density

* Corresponding author: Jamil Amanollahi Email: j.amanollahi@uok.ac.ir Tel: +989379701832

**How to cite this Article:** Jalilian, Z., Amanollahi, J. (2023). Evaluating ecological degradation of Kosalan protected area using remote sensing and GIS. *Journal of Geography and Environmental Hazards*, *12*(1), 41-61.

**DOI: 10.22067/geoeh.2022.75467.1184**

Geography and Environmental Hazards
**Volume 12, Issue 1 - Number 45, Spring 2023**
https://geoeh.um.ac.ir
https://doi.org/10.22067/geoeh.2022.75467.1184

**جغرافیا و مخاطرات محیطی، سال دوازدهم، شمارهٔ چهل و پنجم، بهار ۱۴۰۲، صص ۶۱-۴۱**

**مقاله پژوهشی**

# ارزیابی پتانسیل تخریب اکولوژیکی منطقه حفاظت‌شده کوسالان با استفاده از سنجش‌ازدور و GIS

زهرا جلیلیان - کارشناسی ارشد محیط‌زیست، دانشکده منابع‌طبیعی، دانشگاه کردستان، سنندج، ایران
جمیل امان‌اللهی[1]- دانشیار گروه علوم و مهندسی محیط‌زیست، دانشکده منابع‌طبیعی، دانشگاه کردستان، سنندج، ایران

**تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۱۱/۳ تاریخ بازنگری: ۱۴۰۰/۱۲/۲۹ تاریخ تصویب: ۱۴۰۱/۱/۱۱**

## چکیده

این تحقیق با هدف ارزیابی تخریب اکولوژیکی منطقه حفاظت‌شده کوسالان در شهرستان مریوان در استان کردستان با استفاده از فن‌آوری‌های سنجش‌ازدور و GIS انجام شده است. برای این منظور تصاویر دو دوره زمانی مربوط به سال‌های ۱۹۸۹ و ۲۰۲۰ تهیه گردید. پس از انجام تصحیحات رادیومتریک و اتمسفریک، تغییرات شاخص NDVI که بیان کنندهٔ تغییرات پوشش گیاهی در دو بازه زمانی موردبررسی است، مورد ارزیابی قرار گرفت. به‌منظور مدل‌سازی تخریب اکولوژیک از ٤ معیار کلی پوشش گیاهی، زمین‌شناسی، فیزیوگرافی و فعالیت‌های انسانی و ۸ زیر معیار شامل فاصله از روستا، فاصله از جاده، محدوده‌های زمین‌لغزش، شدت فرسایش، شیب، جهت، ارتفاع از سطح دریا و پوشش گیاهی استفاده گردید. زیر معیارها با مدل Fuzzy استاندارد شدند و با روش AHP وزن‌دهی گردیدند. تغییرات پوشش گیاهی در آستانه‌های مختلف شاخص NDVI شامل سه آستانه ۱-۰/۳، ۱-۰/٤ و ۱-۰/۱ مورد ارزیابی قرار گرفت. نتایج این ارزیابی نشان می‌دهد که کیفیت و تراکم پوشش گیاهی دارای روند کاهشی در طول این ۳۱ سال بوده است. نتایج مدل‌سازی پتانسیل تخریب اکولوژیکی نشان داد مؤثرترین معیار در ایجاد تخریب، فاصله از روستا است. به‌طورکلی ۵۰ درصد از مساحت منطقه دارای پتانسیل بالای تخریب

۱ نویسنده مسئول: ۰۹۳۷۹۷۰۱۸۳۲ Email: j.amanollahi@uok.ac.ir

**نحوه ارجاع به این مقاله:**

لیلیان، زهرا؛ امان اللهی، جمیل؛ ۱۴۰۲. ارزیابی پتانسیل تخریب اکولوژیکی منطقه حفاظت‌شده کوسالان با استفاده از سنجش‌ازدور و GIS. *جغرافیا و مخاطرات محیطی*. ۱۲(۱). صص ۶۱-۴۱

https://doi.org/10.22067/geoeh.2022.75467.1184

اکولوژیکی است. نتایج این مطالعه نشان داد استفاده از مدل‌های دقیق و تجزیه‌وتحلیل نتایج آن‌ها در محیط GIS می‌تواند روش دقیقی در برآورد پتانسیل تخریب اکولوژیکی مناطق حفاظت شده باشد.

**کلیدواژه‌ها:** AHP، NDVI، فازی، مدل‌سازی، تراکم پوشش گیاهی.

## ۱- مقدمه

مناطق حفاظت شده به‌عنوان نوعی الگوی کاربری زمین در فرآیند برنامه‌ریزی محیط‌زیست تعیین شده است. اگرچه بهره‌برداری فیزیکی از مناطق حفاظت شده انجام نمی‌شود و یا استفاده از آن‌ها به‌صورت مشروط صورت می‌گیرد. اهمیت آن‌ها کمتر از ارزش‌های سایر کاربری‌های دیگر نیست؛ زیرا این مناطق پشتوانه حمایتی مهمی برای بسیاری از زمینه‌ها ازجمله حفظ تنوع زیستی و توسعه پایدار کشاورزی به شمار می‌روند (روشن، ۱۳۹۷). با توجه به افزایش تقاضا و تشدید کاربری زمین توسط انسان‌ها، انتظار می‌رود که تغییرات کاربری زمین، مهم‌ترین عامل ایجاد تغییر در تنوع زیستی در آینده باشد (والز[۱]، ۲۰۱۱) ارزیابی آسیب‌پذیری اکولوژیکی[۲] ناشی از اختلال مستمر انسان در فرآیندهای طبیعی و محیطی، توجه زیادی را در جهان به‌ویژه در زمینه تغییرات آب‌وهوایی به خود اختصاص داده است (فراسر[۳] و همکاران، ۲۰۱۱). امروزه فن‌آوری سنجش‌ازدور به‌عنوان جایگزینی برای روش‌های نمونه‌برداری سنتی پر هزینه و وقت‌گیر به کار می‌رود (اسلونکر[۴] و همکاران، ۲۰۱۰؛ محمود[۵] و همکاران، ۲۰۱۷؛ منزو[۶] و همکاران، ۲۰۱۷). مطالعاتی در این زمینه انجام شده که می‌توان به پژوهش ادی[۷] و همکاران (۲۰۱۷) اشاره کرد که به بررسی ترکیب سنجش‌ازدور و دانش زیست‌محیطی محلی برای نظارت بر پویایی مراتع قرقیزستان پرداختند. شاخص‌های پوشش گیاهی (مانند (NDVI)، یا شاخص پوشش گیاهی اختلاف نرمال شده) که از تصاویر مناطق دور افتاده به دست آمده بودند، اغلب برای نظارت بر مراتع مورداستفاده قرار گرفتند. نتایج آن‌ها نشان داد که دانش بوم‌شناسی محلی یک منبع با ارزش از اطلاعات و مکملی برای فن‌آوری سنجش‌ازدور است. جینگ[۸] و همکاران (۲۰۲۰)، با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای روند تغییرات پوشش گیاهی منطقه با شاخص NDVI را مورد ارزیابی قرار دادند. در این مقاله آن‌ها از تصاویر Landsat5 (TM[9]) در سال ۲۰۰۷ و تصویرگر زمین عملیاتی Landsat8 (OLI[10])در سال ۲۰۱۳ و ۲۰۱۶ استفاده کردند تا شاخص‌هایی از قبیل سبز بودن، مرطوب بودن، گرما و خشکی را

1 Walz
2 Ecological vulnerability evaluation
3 Fraser
4 Slonecker
5 Mahmood
6 Manzo
7 Eddy
8 jing
9 Thematic Mapper
10 Operational Land Imager

استخراج کنند که منعکس‌کننده کیفیت زیست‌محیطی منطقه خشک بود. نتایج نشان داد که سبز بودن و رطوبت تأثیرات مثبتی بر محیط‌زیست دارد، درحالی‌که گرما و خشکی اثرات منفی دارند. اکس یو[1] و همکاران (۲۰۱۸) به بررسی پیش‌بینی اثرات زیست‌محیطی جمعیت بالقوه و سطح غیرقابل نفوذ با استفاده از شاخص اکولوژیکی مبتنی بر سنجش‌ازدور (RSEI[2]) در چین پرداختند. پیش‌بینی این تأثیر به اطلاع‌رسانی در مورد برنامه‌ریزی شهری و تصمیم-گیری در مورد رشد جمعیت، افزایش سطح غیرقابل نفوذ (IS) و اثرات زیست‌محیطی مرتبط کمک کرد. جیانگ[3] و همکاران (۲۰۱۸)، روش ارزیابی آسیب‌پذیری زیست‌محیطی در اثر تغییر آب‌وهوا بر اساس سنجش‌ازدور، در چین مطالعه موردی انجام داده‌اند. روش پیشنهادی مبتنی بر تعریف چارچوب IPCC[4] و سنجش‌ازدور بوده است. نتایج نشان داد که آسیب‌پذیری زیست‌محیطی در چین متوسط یا زیاد است و تغییرات منطقه‌ای مشخصی در توزیع مکانی دارد.. شن[5] و همکاران (۲۰۱۹) مطالعه‌ای با عنوان سنجش‌ازدور و ارزیابی تخریب اکولوژیکی تالاب در چین انجام داده‌اند سنجش‌ازدور برای ردیابی روند تخریب اکولوژیکی در طی سال‌های ۲۰۰۰ تا ۲۰۱۵ از سه جنبه و در سه سطح استفاده شد. برای ارزیابی میزان تخریب تالاب از لحاظ کمی، از یک فرآیند سلسله مراتبی تحلیلی (AHP[6]) بر اساس پنج شاخص استفاده شد: نرخ تغییر منطقه تالاب ، بعد فراکتال چشم‌انداز ، تکه‌تکه شدن چشم‌انداز ، زیست‌توده گیاهی و پوشش گیاهی. به‌طور خلاصه، شدیدترین تخریب تالاب در سال ۲۰۰۵ بود. در طی دوره ۲۰۱۵-۲۰۰۰، الگوی تخریب مکانی تالاب Zoige از شمال شرقی به جنوب غربی پیشرفت کرده بود. هلوی[7] و همکاران در سال ۲۰۱۶ در مطالعه‌ی از منطق فازی برای ترسیم نقشه برای میزان تولید هوموس در مناطق کوهستانی ایتالیا استفاده کردند. نتایج آن‌ها نشان داد که منطق فازی برای ترسیم نقشه‌های مبتنی بر تعداد داده کم و دارای عدم قطعیت و در مناطق ناهمگن مناسب است. تان[8] و همکاران (۲۰۱۹) به بررسی شاخص ارزیابی ریسک زیست‌محیطی جدید و مستقیم برای تخریب محیط‌زیست بر اساس رویکرد منحنی پاسخ و داده‌های سنجش‌ازدور پرداختند؛ و بیان کردند که اکوسیستم‌ها با تشدید فعالیت‌های انسانی و تغییرات آب‌وهوایی در جهان در معرض خطر تخریب محیط‌زیست قرار دارند. آرخی و همکاران (۱۴۰۰) به بررسی کاهش پوشش جنگلی شهرستان سردشت در استان آذربایجان غربی، از طریق تصاویر سنجنده MSS، +ETMو OLI مربوط به سال‌های ۱۳۵۶، ۱۳۷۹ و ۱۳۹۷ پرداختند. تصاویر ذکر شده مورد پیش‌پردازش و پردازش قرار دادند و به دو طبقه جنگل و غیرجنگل طبقه‌بندی کردند. نتایج نشان داد که در طول ۴۱ سال حدود ۳۳۷۲۱ هکتار از سطح جنگل‌های شهرستان سردشت کاسته شده

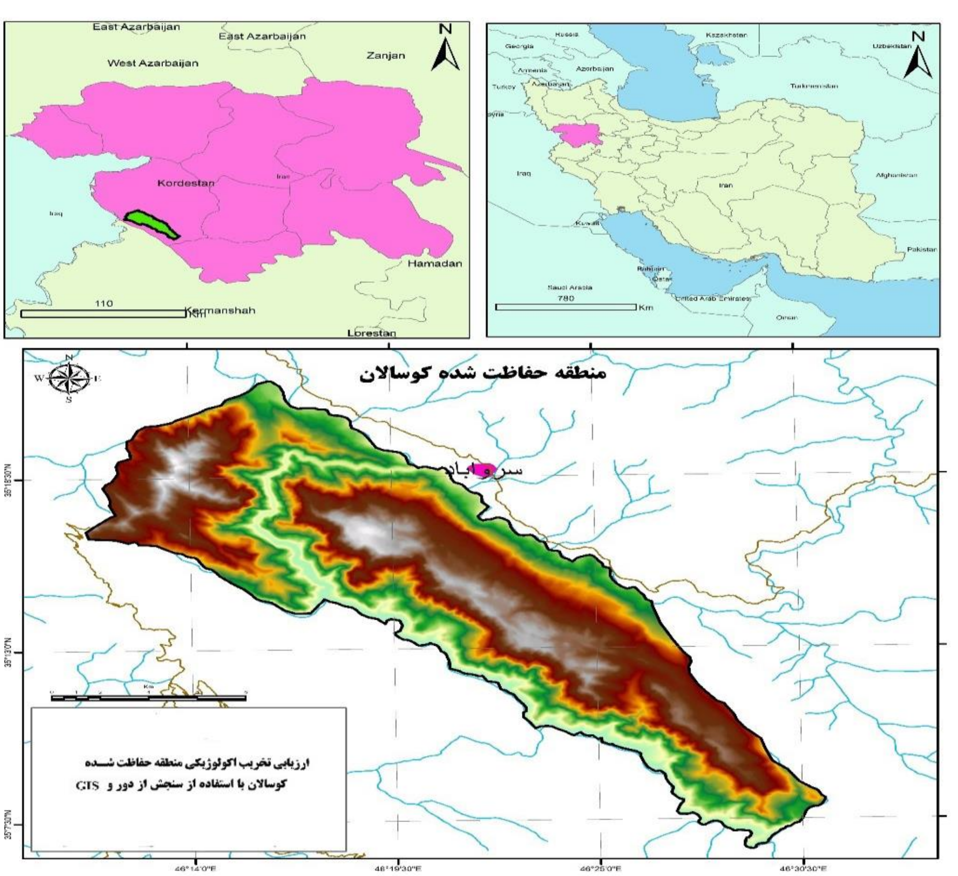
1 Xu
2 Risk-Screening Environmental Indicators
3 jiang
4 Intergovernmental Panel on Climate Change
5 Shen
6 Analytical Hierarchy Process
7 Hellwig
8 Tan

است. با توجه به نتایج مشخص شد که از متغیرهای توپوگرافی، پارامترهای فاصله از جاده و فاصله از روستا بر میزان تخریب جنگل بیشترین تأثیر را داشته‌اند. همان‌طور که مطالعات انجام شده نشان داد فن‌آوری سنجش‌ازدور و بررسی معیارهای مختلف و مدل‌سازی آن به کمک مدل‌های چند معیاره مانند AHP و منطق فازی می‌توانند در شناسایی تخریب اکولوژیک مناطق مختلف مؤثر باشد. لذا در این تحقیق مدل‌سازی تخریب اکولوژیک در محیط سامانه‌های اطلاعات جغرافیایی با استفاده از مدل‌های منطق فازی و AHP انجام برای منطقهٔ حفاظت شده کوسالان انجام شد.

## ۲- مواد و روش

### ۲-۱- منطقه مورد مطالعه

منطقه مطالعاتی در غرب ایران، استان کردستان و در شهرستان مریوان قرار گرفته است. کوسالان در محدوده طول‌های جغرافیایی ٤٦° ١١´ ٢٦" تا ٤٦° ٣٠´ ٢٧" شرقی و عرض‌های جغرافیایی ٣٥° ٦´ ٣٧" تا ٣٥° ٢١´ ٥٦" شمالی با مختصات UTM، زون ۳۸ شمالی با مساحتی برابر ٢٥٧٦٤ هکتار در ۱۷ کیلومتری جنوب شرقی شهر مریوان (مابین شهرهای سروآباد- مریوان و پاوه) قرار گرفته است (شکل ۱). هم‌چنین بخشی از این منطقه در استان کرمانشاه واقع شده است که این مطالعه بخش کوسالان را در بر گرفته که مساحت آن ٢٦ هزار هکتار است در این منطقه تاکنون ۱۱۷ گونه پرنده، ۲۳ گونه پستاندار، ۱۷ گونه خزنده و ٢٤٢ گونه گیاهی شناسایی شده است. مهم‌ترین پوشش گیاهی این منطقه شامل جنگل‌های بلوط است. گونه‌های شاخص جانوری شامل: سیاه‌گوش، کل و بز، خرس قهوه‌ای، پلنگ، کرکس، هما و عقاب طلائی است (دیده بان محیطزیست و حیات وحش، ۱۳۹۱).




**شکل ۱. محدوده منطقه موردمطالعه**

## ۲-۲- داده‌ها

انواع داده‌های مورداستفاده در این مطالعه و مأخذ و مشخصات آن‌ها در جدول شماره ۱ نشان داده شده است. در این مطالعه نقشه روستاها، جاده‌ها، نقاط زمین‌لغزش، فرسایش و DEM[1] از سازمان نقشه‌برداری کشور تهیه گردید، همچنین تصاویر ماهواره‌ای منطقه از وب‌سایت سازمان زمین‌شناسی آمریکا دانلود و تصحیحات مربوطه جهت استخراج اطلاعات بر روی آن‌ها انجام شد (جدول ۱).

**جدول ۱- داده‌های مورداستفاده و مشخصات آن‌ها**

| داده | مأخذ داده | فرمت داده | مقیاس داده | دوره زمانی | سال اخذ داده |
|---|---|---|---|---|---|
| DEM | سازمان نقشه‌برداری | رس‌تر | ۲۰*۲۰ متر | | ۱۳۹۹ |
| تصاویر | وب‌سایت زمین‌شناسی آمریکا(SRTM) | رس‌تر | ۳۰*۳۰ متر | ۱۹۸۹-۲۰۲۰ | ۲۰۲۰ |
| پوشش گیاهی | سازمان جنگل‌ها و مراتع | برداری (وکتور) | ۱/۲۵۰۰۰۰ | | ۱۳۹۹ |

1 Digital Elevation Map

| داده | مأخذ داده | فرمت داده | مقیاس داده | دوره زمانی | سال اخذ داده |
|---|---|---|---|---|---|
| روستاها | سازمان نقشه‌برداری | برداری (وکتور) | ۱/۲۵۰۰۰۰ | | ۱۳۹۹ |
| جاده‌ها | سازمان نقشه‌برداری | برداری (وکتور) | ۱/۲۵۰۰۰ | | ۱۳۹۹ |
| نقاط زمین‌لغزش | سازمان نقشه‌برداری | برداری (وکتور) | ۱/۲۵۰۰۰۰ | | ۱۳۹۹ |
| فرسایش | سازمان نقشه‌برداری | برداری (وکتور) | ۱/۲۵۰۰۰۰ | | ۱۳۹۹ |

## ۲-۳- روش‌شناسی

### ۲-۳-۱- پایش تغییرات پوشش گیاهی

برای ارزیابی تغییرات پوشش گیاهی از شاخص NDVI استفاده شد. ابتدا تصاویر دو دوره زمانی ۱۹۸۹ و ۲۰۲۰ از ماهواره منابع زمینی Landsat دانلود شده و پس از انجام تصحیحات رادیومتریک و اتمسفری با استفاده از روش‌های (FLAASH -Drak subtract) با شاخص NDVI تغییرات پوشش گیاهی دو دوره بررسی شد. به‌منظور کنترل کیفیت داده‌های مورداستفاده و آگاهی از اینکه خطاهای سیستماتیک و غیر سیستماتیک تا چه حد در تصحیح سیستمی برطرف شده یا باقیمانده است، داده‌ها موردبررسی و مشاهده قرار گرفتند. پس از نمایش باندها به‌صورت تک باندی و ترکیبات رنگی مختلف با استفاده از نرم‌افزارهایی که قابلیت نمایش و بزرگنمایی بالایی دارند، به کمک بزرگنمایی آن‌ها در بخش‌های مختلف تصاویر از لحاظ خطاهای رادیومتری نظیر راه راه شدگی، خطای زیر هم قرارگرفتن خطوط اسکن، پیکسل‌های دوبله و همچنین اثرات اتمسفری نظیر ابر موردبررسی قرار گرفتند (نظم فر و همکاران، ۱٤۰۰).

**جدول۲- مشخصات تصاویر ماهواره‌ای مورداستفاده**

| دوره زمانی | ماهواره | سنجنده | ماه | رزولوشن |
|---|---|---|---|---|
| ۱۹۸۹ | Landsat | TM | اواخر ژوئن | ۳۰*۳۰ متر |
| ۲۰۲۰ | Landsat | OLI | اواخر ژوئن | ۳۰*۳۰ متر |

تصاویر دو دوره زمانی با فاصله ۳۱ سال در ماه ژوئن (کیفیت تصویر در این ماه به علت وجود پوشش گیاهی و همچنین عدم وجود ابر بهتر است)، دانلود و تصاویر هر دو دوره در یک ماه برداشت شد تا تغییرات پوشش گیاهی در تراکم مشابه در دو دوره مختلف، به‌خوبی قابل قیاس باشند (جدول ۲).

### ۲-۳-۲- مدل‌سازی تخریب اکولوژیکی

در این بخش با استفاده از ۸ زیر معیار به ارزیابی تخریب اکولوژیکی پرداخته شد. ابتدا زیر معیارها در محیط نرم‌افزار ArcGIS 10.7 آماده‌سازی شدند و سپس با استفاده از منطق فازی استاندارد شدند. برای وزن‌دهی به معیارها از فرآیند تحلیل سلسله مراتبی استفاده شد. معیارهای مورداستفاده طبق جدول ۳ در این مدل‌سازی استفاده شدند. این معیارها بر اساس مرور تحقیقات در این زمینه و ارتباط آن‌ها با وضعیت اکولوژیکی انتخاب شدند. معیارهای دیگری نیز در سایر تحقیقات مورداستفاده قرار گرفته بودند که با بررسی وضعیت جغرافیایی منطقه، آن‌ها حذف شدند. معیارهای مهمی که از مدل‌سازی حذف شدند شامل اقلیم و تغییر کاربری اراضی بودند که معیار اقلیم با توجه به اقلیم یکسان حذف گردید. تغییر کاربری نیز با استفاده از طبقه‌بندی نظارت شده تصاویر ماهواره لندست و همچنین استفاده از سامانهٔ گوگل ارث در دامنهٔ زمانی مطالعهٔ حاضر موردبررسی قرار گرفت که در هر دو روش به دلیل کوهستانی بودن و توپوگرافی بسیار سخت آن تغییر کاربری اراضی مشاهده نشد. سایر معیارها با توجه به اهمیت آن‌ها و کاربرد در مدل تخریب مورداستفاده قرار گرفتند.

**جدول ۳- معیارهای مورداستفاده در مدل‌سازی تخریب اکولوژیک**

| ردیف | معیار | زیرمعیار | منبع |
|---|---|---|---|
| ۱ | پوشش | پوشش گیاهی NDVI | سپهر و همکاران، ۱۳۹٤ |
| ۲ | زمین‌شناسی | فاصله از نقاط زمین‌لغزش | شیرمحمدی و همکاران، ۱۳۹٥ |
| | | فرسایش | سپهر و همکاران، ۱۳۹٤ |
| ۳ | فیزیوگرافی | شیب | سپهر و همکاران، ۱۳۹٤-شیرمحمدی و همکاران، ۱۳۹٥ |
| | | جهت | سپهر و همکاران، ۱۳۹٤- شیرمحمدی و همکاران، ۱۳۹٥ |
| | | ارتفاع | سپهر و همکاران، ۱۳۹٤- شیرمحمدی و همکاران، ۱۳۹٥ |
| ٤ | فعالیت انسانی | فاصله از روستا | شیرمحمدی و همکاران، ۱۳۹٥ |
| | | فاصله از جاده | شیرمحمدی و همکاران، ۱۳۹٥ |

### ۲-۳-۲-۱- فازی‌سازی لایه‌ها در سیستم اطلاعات جغرافیایی

هدف از استانداردسازی لایه‌ها، همسان نمودن آن‌ها برای به‌کارگیری در سامانه پشتیبان تصمیم‌گیری مورداستفاده است که در این تحقیق مدل تخریب اکولوژیک است. در این مدل‌سازی معیارهای مورداستفاده با منطق فازی استانداردسازی شد. با استفاده از مبانی تئوری فازی، که هر موضوع یا مفهومی دارای یک درجهٔ عضویت است، می‌توان روش مناسبی جهت طبقه‌بندی و رتبه گذاری نسبت به روش بولین ارائه کرد (مالانو و گائو، ۱۹۹۲). در

جدول ٤ لایه‌ها و توابع فازی مورداستفاده برای استانداردسازی آن‌ها و هم‌چنین نقاط کنترلی (control point) و نقطه وسط (midpoint) نشان داده شده است.

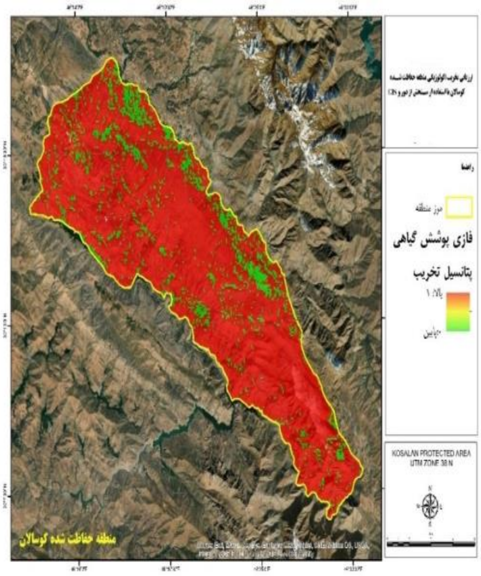
**جدول ٤- استانداردسازی لایه‌های مدل تخریب اکولوژیکی**

| ردیف | معیار | زیرمعیار | تابع فازی | نقطه کنترلی ۱ | نقطه وسط | نقطه کنترلی ۲ |
|---|---|---|---|---|---|---|
| ۱ | پوشش | پوشش گیاهی NDVI | خطی افزایشی | ۰/۱ | | ۰/۹ |
| ۲ | زمین | فاصله از نقاط زمین‌لغزش | خطی کاهشی | ۱۰ ک.م | | ۰ |
| ۳ | | فرسایش | خطی افزایشی | ۱ | | ۳ |
| ٤ | فیزیوگرافی | شیب | خطی افزایشی | ۱ | | ۷۵ |
| ٥ | | جهت | Near | | ۳۱٥ | |
| ٦ | | ارتفاع | خطی افزایشی | ۸۰۰ | | ۲٦۰۰ |
| ۷ | انسانی | فاصله از روستا | خطی کاهشی | ٦ ک.م | | ۰ |
| ۸ | | فاصله از جاده | خطی کاهشی | ۱۰ ک.م | | ۰ |

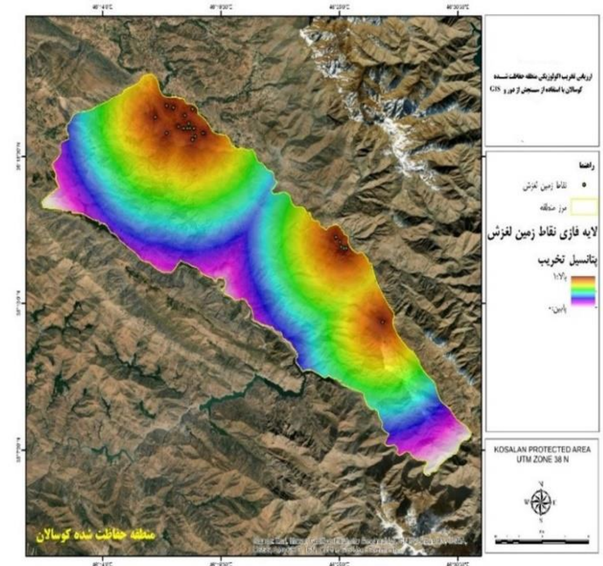
برای تعدادی از معیارها از تابع عضویت فازی خطی استفاده شده است. این معیارها با توجه به ماهیت لایه جغرافیایی و هم‌چنین ارتباط با مدل اکولوژیکی با این تابع استاندارد شده‌اند. به‌عنوان‌مثال لایه فاصله از روستا، از تابع خطی کاهنده استفاده شده است. بدین معنی که هر چه فاصله از روستا بیشتر باشد میزان پتانسیل تخریب اکولوژیک کمتر است و هر چه فاصله کمتر باشد پتانسیل تخریب بیشتر است؛ که این با تابع خطی کاهنده مطابقت دارد. نقاط کنترلی نیز با توجه به تابع فاصله اقلیدسی به دست آمده است که از صفر شروع می‌شود و تا دورترین نقطه مرز منطقه از روستاهای موجود است. بیشترین فاصله از روستا تا مرز منطقه کوسالان، شش کیلومتر است. این تابع برای هفت زیر معیار به‌صورت کاهش و افزایشی استفاده شده است. برای زیر معیار جهت شیب از تابع عضویت نزدیک (NEAR) استفاده شده است که تابعی شبیه تابع گوسین یا توزیع نرمال است و دارای نقطه وسط است. با معرفی نقطه وسط به‌عنوان با ارزش‌ترین نقطه یا با بیشترین پتانسیل تخریب در این مطالعه، هر چه از این نقطه به طرفین فاصله بگیریم ارزش یا پتانسیل تخریب آن کاسته می‌شود. با توجه به اینکه جهت جغرافیایی با میزان دریافت تابش خورشید و میزان تبخیر و سپس آب قابل دسترس برای پوشش گیاهی و رطوبت ارتباط مستقیم دارد، بنابراین نقطه ۳۱٥ درجه که جنوب غربی هست به‌عنوان بالاترین پتانسیل تخریب به تابع نزدیک معرفی شده است و نقطه وسط ۰/۰۰۱ نیز به‌عنوان میزان پخش‌شدگی (Spread) آن که بیشترین میزان پخش‌شدگی در این تابع است، معرفی شد. توابع عضویت تمامی معیارها در جدول ٤ آمده است.

در شکل شماره ۲ تصویر خروجی لایه‌هایی که در نرم‌افزار GIS استانداردسازی شده با مدل فازی آمده است.

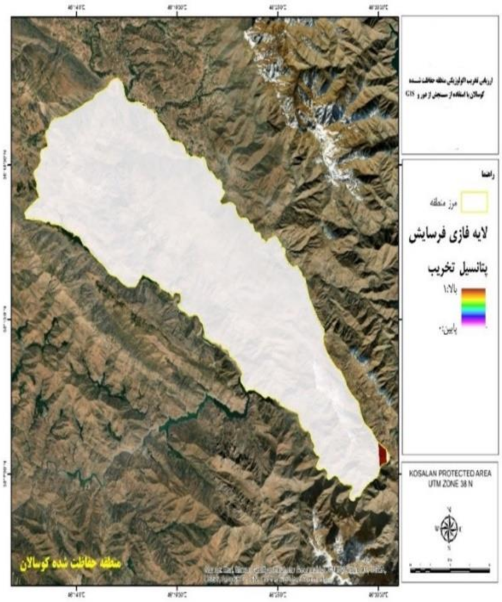
فازی پوشش گیاهی



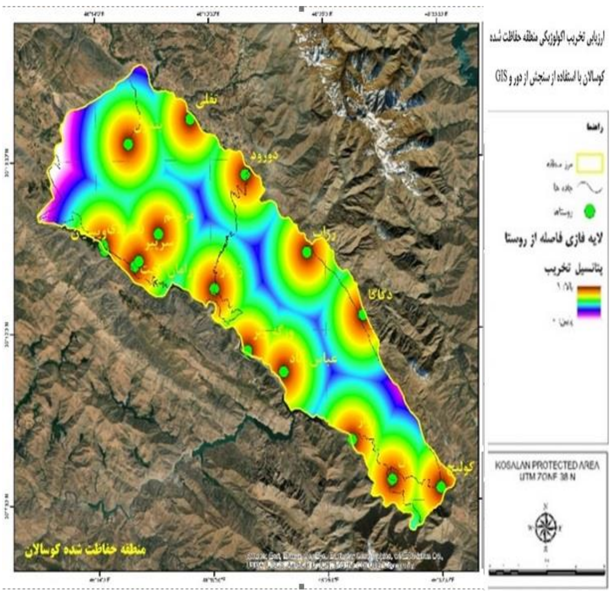

نقشه فازی نقاط زمین‌لغزش

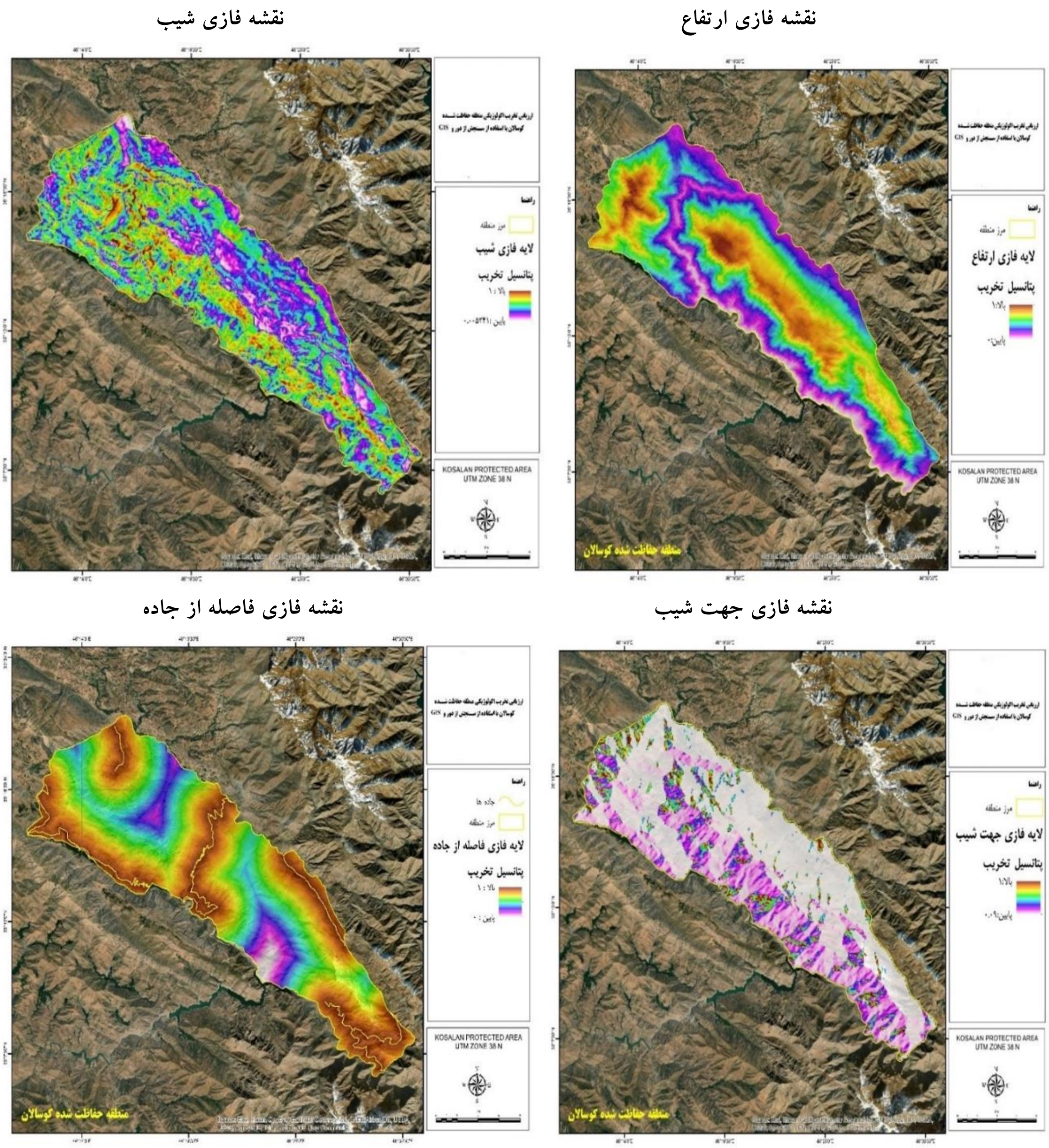



نقشه فازی فرسایش




نقشه فازی فاصله از روستا






**شکل ۲- نقشه فازی معیارهای استفاده شده**

### ۲-۲-۳-۲- وزن‌دهی به معیارها با روش فرایند تحلیل سلسله مراتبی AHP

جهت بیان اهمیت هر معیار نسبت به معیارهای دیگر، باید این معیارها وزن‌دهی شوند. در ادبیات تصمیم چند معیاری، روش‌هایی نظیر رتبه‌بندی، درجه‌بندی، مقایسه دو به دو و تحلیل موازنه- جایگشتی در وزن‌دهی معیار بر پایه قضاوت‌های تصمیم‌گیران ارائه شده است. درصورتی‌که زمان و هزینه کم و به دست آوردن وزن‌ها به طریق

آسان مهم‌ترین مسئله باشد، یکی از روش‌های رتبه‌بندی یا نسبتی توصیه می‌شود؛ اما هنگامی‌که دقت، اساس کار مسئله باشد، روش مقایسه دوتایی و یا محیط‌زیست تحلیل توازن مناسب است (مالچفسکی، ۱۳۸۵). در این مطالعه پرسشنامه‌ها بین متخصصان منابع طبیعی و محیط‌زیست پخش شد و نتایج با نرم‌افزار Export choise مورد تجزیه‌وتحلیل قرار گرفت که در جدول شماره ۵ نشان داده شده است و در پایان نرخ ناسازگاری ۰/۰۶ به دست آمد.

**جدول ۵- اوزان معیارها**

| ردیف | نام معیار | وزن بر اساس روش AHP |
|---|---|---|
| ۱ | فاصله از روستا | ۰/۱۸۹ |
| ۲ | پوشش گیاهی | ۰/۱٦۷ |
| ۳ | فاصله از جاده | ۰/۱۵٦ |
| ٤ | نقاط زمین‌لغزش | ۰/۱۰۹ |
| ۵ | فرسایش | ۰/۰۹۹ |
| ٦ | شیب | ۰/۰۹۸ |
| ۷ | جهت | ۰/۰۹۳ |
| ۸ | ارتفاع | ۰/۰۸۹ |

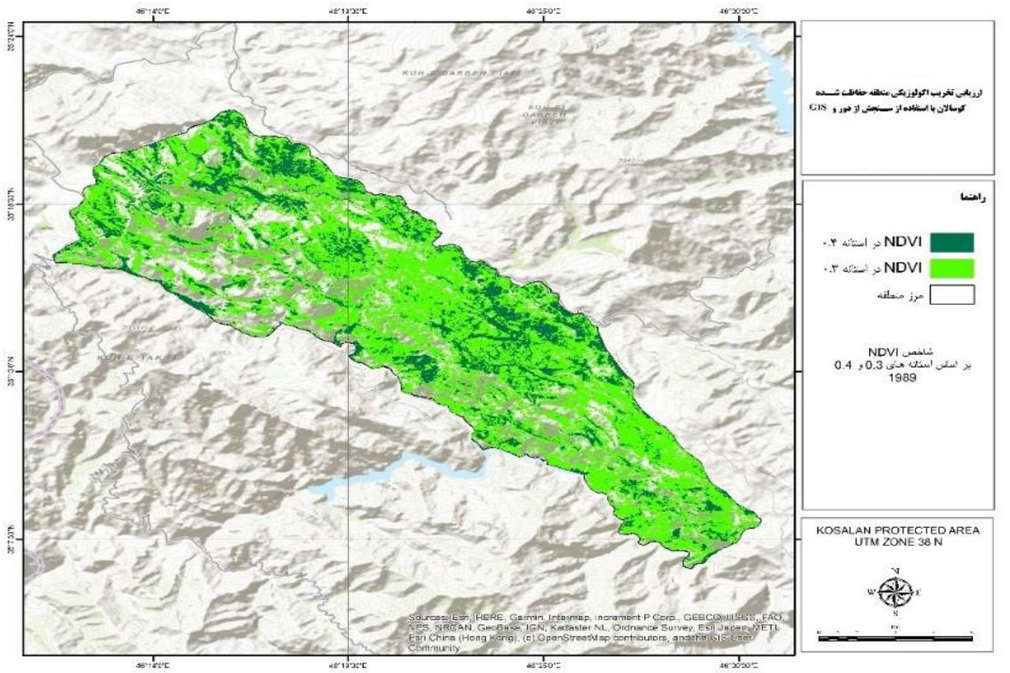
در مرحله آخر برای تولید نقشه نهایی پتانسیل تخریب لایه‌های تولید شده در نرم‌افزار سامانه اطلاعات جغرافیایی روی هم‌گذاری می‌شوند.

## ۳- نتایج و بحث

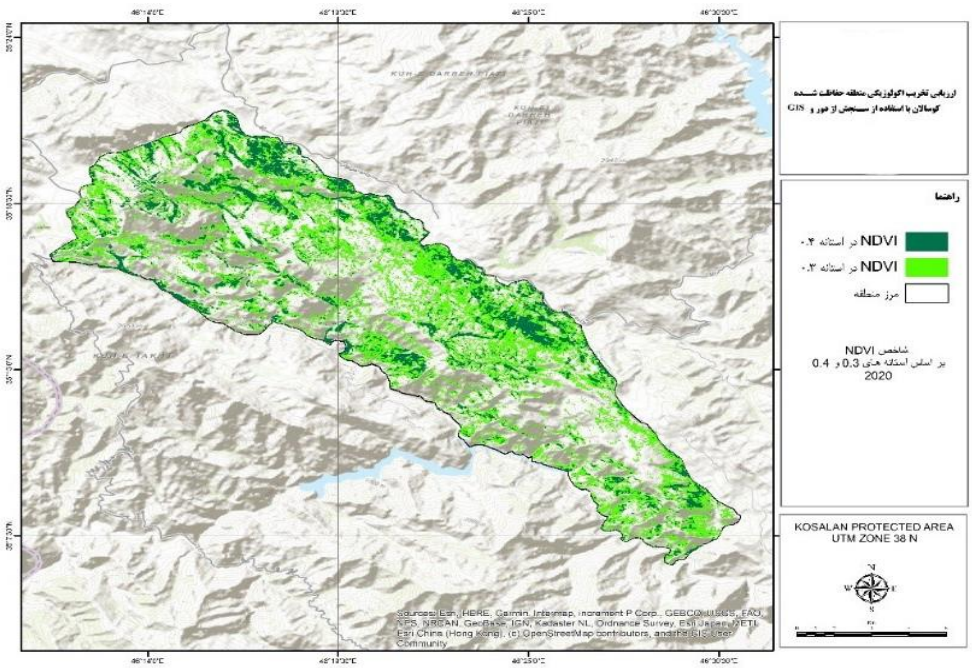
### ۳-۱- نتایج پوشش گیاهی با شاخص NDVI

همان‌طور که در شکل ٤ مشاهده می‌شود، میزان پوشش گیاهی برای دو آستانه ۱-۰/۳ و ۱-۰/٤ در سال ۱۹۸۹ نشان داده شده است. آستانه ۱-۰/٤ پوشش با کیفیت را نشان می‌دهد و آستانه ۱-۰/۳ پوشش با کیفیت کمتر از آستانه ۱-۰/٤ را نشان می‌دهد (براتکومار[1] و محمد ۲۰۱۵).

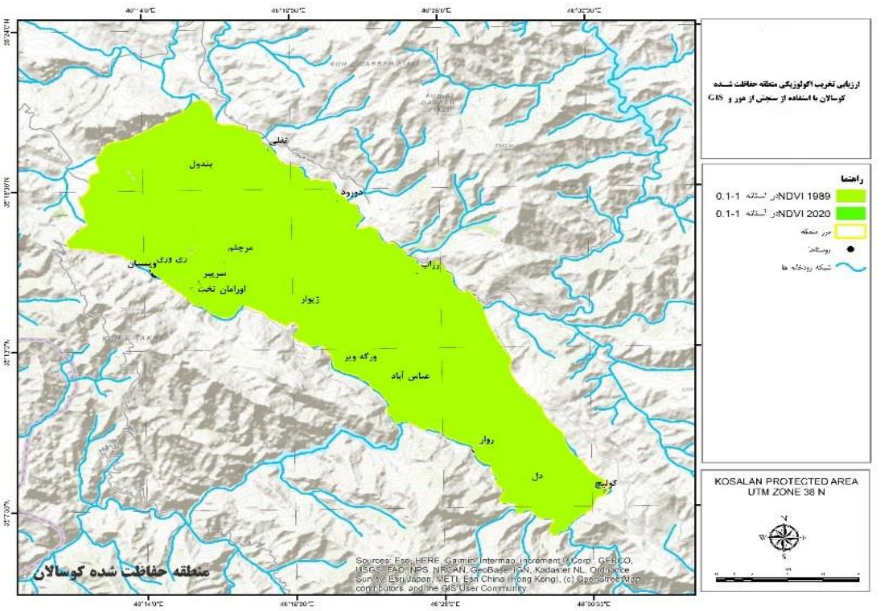
1 Bharathkumar




**شکل ۳- پوشش گیاهی (شاخص NDVI) در سال ۱۹۸۹**




**شکل ٤- پوشش گیاهی (شاخص NDVI) در سال ۲۰۲۰**




**شکل ۵- تغییرات پوشش گیاهی بر اساس شاخص NDVI در سال ۱۹۸۹ و ۲۰۲۰**

در شکل شماره۳ و ٤، نقشه پوشش گیاهی بر اساس دو آستانه ۱-۰/۳ و ۱-۰/٤ در شاخص NDVI به ترتیب در سال‌های ۱۹۸۹ و ۲۰۲۰ نشان داده شده است. در شکل شماره ۵ نتیجه شاخص NDVI در دامنه ۱-۰/۱ در هر دو دوره را نشان می‌دهد. همان‌طور که مشاهده می‌شود جز قسمت‌های کوچکی که شامل اراضی بایر و روستاها می‌شود بقیه مناطق دارای پوشش می‌باشند. پوشش هر دو دوره بر هم منطق شده‌اند و در هر دو دوره در این آستانه کل منطقه بر اساس شاخص NDVI دارای پوشش می‌باشند. نتایج پوشش گیاهی با شاخص NDVI نشان داد که در طول زمان موردبررسی کیفیت پوشش گیاهی تغییرات زیادی داشته است. با استفاده از این شاخص می‌توان وضعیت اکولوژیکی منطقه را از لحاظ پوشش گیاهی بررسی نمود. در صورت کاهش سطح پوشش گیاهی و جنگلی منطقه می‌توان پی برد که وضعیت اکولوژیکی منطقه نیز در حال افت است. استفاده از شاخص NDVI برای نشان دادن تغییرات اکولوژیکی در محیط‌های مختلف توسط محققین زیادی بررسی شده است (ژانگ[1] و همکاران، ۲۰۲۲؛ پراوالی[2] و همکاران، ۲۰۲۲؛ لی[3] و همکاران، ۲۰۲۱؛ جیانگ[4] و همکاران، ۲۰۲۱). نتایج این مرحله از مطالعهٔ حاضر با نتایج گیلسپای[5] و همکاران در سال ۲۰۱۸ همخوانی دارد گیلسپای و همکاران در سال ۲۰۱۸ نیز در مطالعهٔ از فن-آوری سنجش‌ازدور برای نشان دادن تغییرات NDVI در منطقهٔ حفاظت شده در جنوب کالیفرنیا استفاده کردند. نتایج

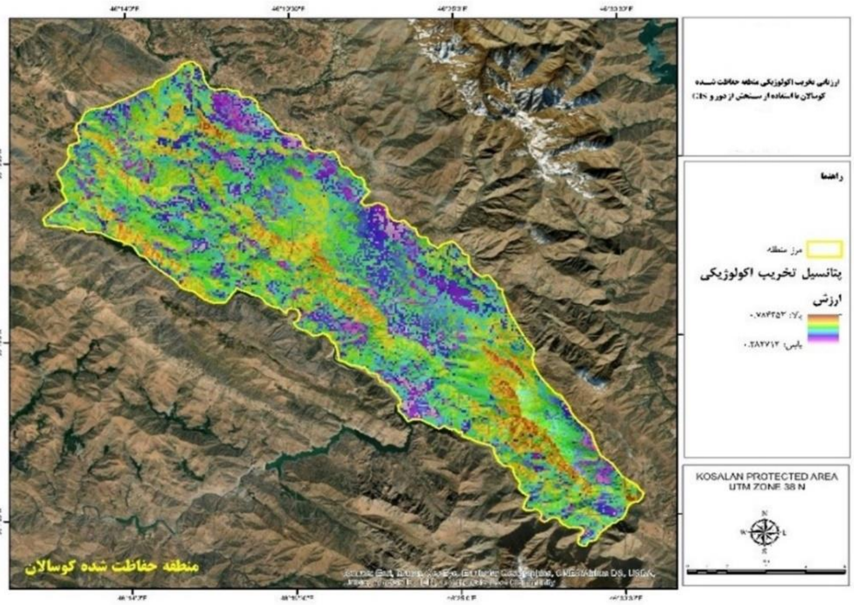
1 Zhang
2 Pravalie
3 Li
4 Jiang
5 Gillespie

آن‌ها نیز کاهش NDVI را در سطح منطقه نشان داد و همچنین آن‌ها بیان داشتند که فن‌آوری سنجش‌ازدور برای بررسی تغییرات پوشش گیاهی قابل‌اعتماد است. ازآنجایی‌که محدوده طیفی Landsat 8 OLI باریک‌تر از Landsat 4-5 TM است، NDVI مشتق شده از این ماهواره‌ها مقادیر متفاوتی دارد. باریک بودن محدوده طیفی سنجنده OLI سبب می‌شود که مقدار NDVI را در مقایسه با ماهواره Landsat 4-5 TM بیشتر نشان دهد. با توجه به این امر که یکی از تصاویر مورداستفاده در این مطالعه تصویرLandsat 4-5 TM است (سال ۱۹۸۹) و تصویر دیگر تصویر ماهواره Landsat 8 OLI (سال ۲۰۲۰) است؛ لذا برای حل این مشکل، شاخص‌های این دو سنسور باید کالیبره شوند (Gooshbor et al., 2016)؛ اما با توجه به نتایج به دست آمده از شاخص NDVI در سال ۲۰۲۰ که از نظر دامنه عددی کمتر از سال ۱۹۸۹ است می‌توان نتیجه گرفت که کاهش کیفیت اکولوژیک منطقه شدید بوده و با توجه به عدم افزایش شاخص NDVI در سال ۲۰۲۰ نیازی به انجام کالیبراسیون نیست.

### ۳-۲- پهنه‌بندی پتانسیل تخریب اکولوژیک

در این بخش لایه‌های استاندارد شدهٔ مرحله قبلی همراه با وزن آن‌ها روی‌هم گذاری شده و نقشه پتانسیل تخریب اکولوژیکی منطقه حاصل شد. این کار با دستور map algebra و با کد زیر اجرا می‌شود.

("لایه فازی پوشش گیاهی"* ۰/۱٦۷) + ("لایه فازی ارتفاع"* ۰/۰۸۹) + ("لایه فازی شیب"* ۰/۰۹۸) + ("لایه فازی فاصله از جاده"* ۰/۱٥٦) + ("لایه فازی جهت شیب"* ۰/۰۹۳) + ("لایه فازی فرسایش"* ۰/۰۹۹) + ("لایه فازی نقاط زمین‌لغزش"* ۰/۱۰۹) + ("لایه فازی فاصله از روستا"* ۰/۱۸۹)



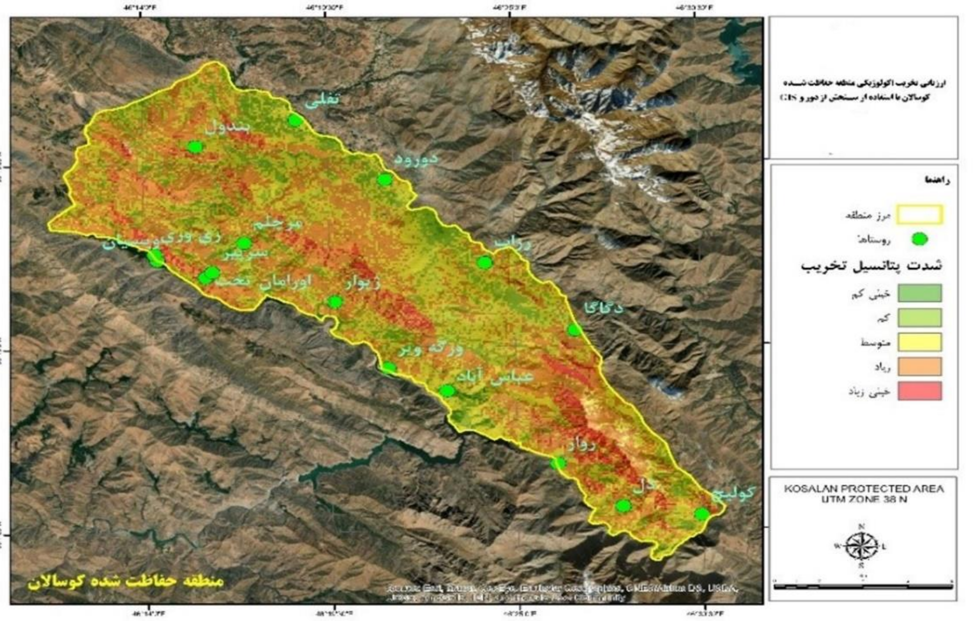

**شکل ٦- نقشه پتانسیل تخریب اکولوژیکی**

در این مطالعه با توجه به روش استانداردسازی بر اساس ماهیت تحقیق، هر چه ارزش سلول بالاتر باشد، پتانسیل تخریب بالاتر و هر چه ارزش سلول پایین‌تر باشد پتانسیل تخریب پایین‌تر است. در شکل شماره ٦ نقشه پتانسیل تخریب منطقه نشان داده شده است. بر اساس عملکرد تابع ارزش بین ۰/۲۸ تا ۰/۷۸ به دست آمده است. مناطق با پتانسیل تخریب کم، سمت ارزش کم بوده و مناطق با پتانسیل تخریب بالا، سمت ارزش زیاد می‌باشند. همان‌طور که در جدول ٦ نشان داده شده است، پتانسیل تخریب در منطقه به ۵ طبقه تقسیم شده است:

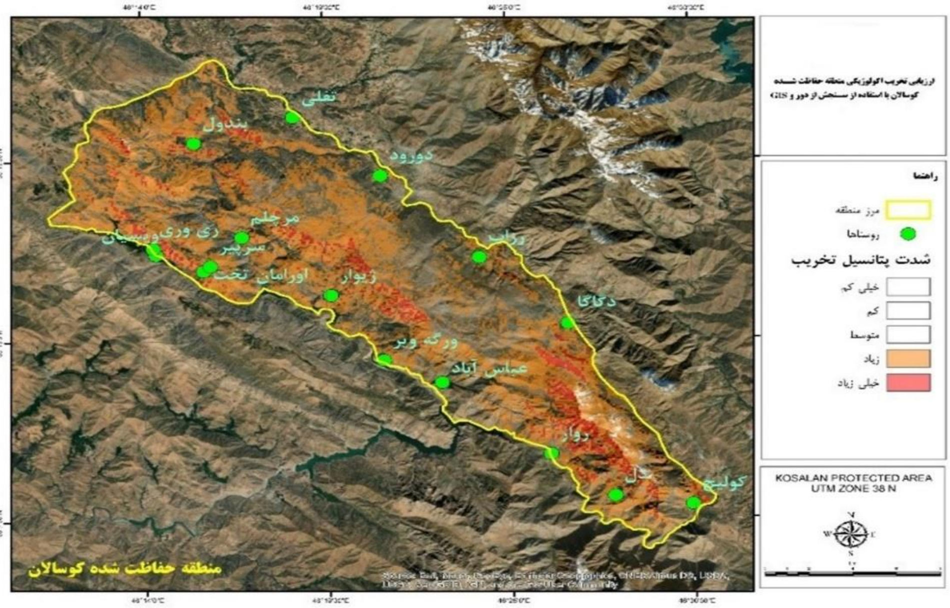
**جدول ٦- نقشه پتانسیل تخریب اکولوژیکی**

| پتانسیل تخریب اکولوژیک | مساحت (هکتار) | درصد |
|---|---|---|
| خیلی کم | ١٧٦ | ٠/٦٦ |
| کم | ٣٥٩٥ | ١٣/٥٦ |
| متوسط | ٩٤٨١ | ٣٥/٧٧ |
| زیاد | ١١٥٧٧ | ٤٣/٦٨ |
| خیلی زیاد | ١٦٢٠ | ٦/١١ |

١٧٦ هکتار دارای پتانسیل تخریب اکولوژیک خیلی کم، ۳۵۹۵ هکتار تخریب کم، ۹٤۸۱ هکتار تخریب متوسط، ١١٥٧٧ هکتار تخریب زیاد و ١٦٢٠ هکتار دارای پتانسیل تخریب خیلی زیاد می‌باشند. هم‌چنین میزان پتانسیل تخریب به‌صورت درصدی، ٠/٦٦ درصد تخریب خیلی کم، ١٣/٥٦ درصد تخریب کم، ٣٥/٧٧ درصد تخریب متوسط، ٤٣/٦٨ درصد تخریب زیاد و ١١/٠٦ درصد تخریب خیلی زیاد هست. در شکل ۷ مناطق با بالاترین پتانسیل تخریب به رنگ قرمز نشان داده شده است. این مناطق بیشتر در سمت شمال غرب منطقه قرار گرفته‌اند. هم‌چنین بخشی از این مناطق در جنوب شرق و هم‌جوار با روستاها و جاده‌های ارتباطی آن‌ها واقع شده است. مناطق سبز رنگ دارای کمترین و مناطق قرمز رنگ دارای بالاترین پتانسیل تخریب می‌باشند.




**شکل ۷- نقشه پهنه‌بندی پتانسیل تخریب اکولوژیکی**




**شکل ۸- نقشه پهنه‌های با پتانسیل تخریب اکولوژیکی بالا**

در شکل ۸ دو طبقه با پتانسیل بالا به‌صورت جدا نشان داده شده‌اند. هدف از این کار معرفی پهنه‌های با پتانسیل تخریب بالا و معرفی آن‌ها برای تحقیقات بیشتر در این پهنه‌ها و ارائه برنامه مدیریتی هست. به‌طورکلی ۵۰ درصد از مساحت منطقه دارای پتانسیل بالای تخریب اکولوژیکی است. محققین زیادی تخریب اکولوژیکی را در محیط‌های

مختلف شامل مناطق بیابانی (لیو[1] و همکاران، ۲۰۲۲)، مناطق حفاظت شده (نعمت‌اللهی[2] و همکاران ۲۰۲۲، لی[3] و همکاران، ۲۰۲۲)، محیط‌های شهری (فنگ[4] و همکاران، ۲۰۲۱) و به‌صورت کلی‌تر در کشورهای توسعه یافته G-7 (عثمان[5] و همکاران، ۲۰۲۱) بررسی کرده‌اند. در همهٔ این مطالعات کیفیت اکولوژیک کاهش داشته است و یا در بهترین حالت ممکن در قسمت‌هایی که دور از دسترس فعالیت‌های انسانی بوده ثابت و بدون تغییر بوده است به‌صورت ویژه مطالعهٔ نعمت‌اللهی و همکاران (۲۰۲۲) نشان داد که فعالیت‌های انسانی مانند خطوط حمل‌ونقل جادهٔ سبب شده که مناطق مناسب برای زندگی حیات‌وحش در مناطق حفاظت شده استان چهار محال بختیاری در ایران دارای ریسک بالا و متوسط باشد که این نتایج با نتایج پژوهش حاضر در اثرگذاری بالای فاصله از جاده در تخریب اکولوژیک منطقه همخوانی دارد در این راستا امامی و شهریاری (۱۳۹۸) نیز نشان دادند که عامل نزدیکی به جاده بیش‌ترین سهم را در ایجاد وقوع آتش‌سوزی در منطقه حفاظت‌شده ارسباران دارد. یکی دیگر از نتایج پژوهش حاضر اثرگذاری نزدیکی به مراکز جمعیتی یا همان روستاهای منطقه در افزایش میزان تخریب اکولوژیکی است که این نتایج با نتایج گرانادوس[6] و همکاران در سال ۲۰۲۲ و شیر محمدی و همکاران در سال ۱۳۹۵ مطابقت دارد. گرانادوس و همکاران ۲۰۲۲ در مطالعهٔ تغییرات پوشش گیاهان در معرض خطر انقراض را با استفاده از شاخص NDVI در مناطق حفاظت شده جنوب اروپا موردبررسی قرار دادند. نتایج آن‌ها بیانگر عدم‌تغییر پوشش در مناطق بدون دخالت انسان بود. شیرمحمدی و همکاران (۱۳۹۵) در مطالعهٔ اثرات توسعه را بر منطقه حفاظت شده کرکس بررسی کردند. آن‌ها به این نتیجه رسیدند که فعالیت‌های انسانی از مهم‌ترین معضلات منطقه بوده و بیشترین تأثیر را در تخریب این مناطق داشته است. با توجه به نتایج حاصل از این پژوهش می‌توان گفت استفاده از فناوری سنجش‌ازدور در کنار استفاده از مدل‌های Fuzzy و AHP در محیط GIS روش دقیقی برای برآورد پتانسیل تخریب اکولوژیکی در مناطق حفاظت شده است.

## ٤- جمع‌بندی

این تحقیق با هدف ارزیابی تخریب اکولوژیکی منطقه حفاظت‌شده کوسالان با استفاده از سنجش‌ازدور و GIS انجام شده است. ابتدا به‌منظور تغییرات پوشش گیاهی از فن‌آوری سنجش‌ازدور استفاده شد. تصاویر دو دوره زمانی مربوط به سال‌های ۱۹۸۹ و ۲۰۲۰ تهیه و با استفاده از نرم‌افزار Envi 5.3 مورد ارزیابی قرار گرفت. سپس به‌منظور مدل‌سازی تخریب اکولوژیک از ۸ زیر معیار استفاده شد. با روش فرآیند تحلیل سلسله مراتبی وزن‌دهی شدند و با

---

1 Liu
2 Nematollahi
3 Li
4 Feng
5 Usman
6 Granados

منطق فازی استاندارد شدند. با روی هم گذاری لایه‌ها نقشه پتانسیل تخریب اکولوژی تهیه و موردبررسی و ارزیابی قرار گرفت. بر اساس شاخص NDVI (شاخص نرمال‌شده تفاوت پوشش گیاهی) که یک شاخص گرافیکی ساده است که در تحلیل‌ها و اندازه‌گیری‌های سنجش‌ازدور و ارزیابی وجود یا عدم وجود پوشش گیاهی یک منطقه کاربرد دارد، تغییرات پوشش گیاهی در آستانه‌های مختلف بررسی و تحلیل شد. با توجه به وضعیت پوشش گیاهی در منطقه از ۳ آستانه برای این امر استفاده شد. آستانه ۱-۰/۳، ۱-۰/٤ و ۱-۰/۱ استفاده شد. نتایج آستانه ۰/۱ تا ۱ شاخص NDVI نشان داد که منطقه موردمطالعه در طول ۳۱ سال میزان تخریب و یا تبدیل مراتع به دیم‌زار خیلی کمی داشته است چون تمامی منطقه در هر دو تصویر بازه‌های زمانی ذکر شده دارای پوشش گیاهی در تراکم ۰/۱ تا ۱ بود ولی نتایج آستانه‌های دیگر شامل ۱-۰/۳ و ۱-۰/٤ که آستانه‌های بیان کننده کیفیت پوشش گیاهی بر اساس تراکم پوشش است نشان داد که تراکم پوشش گیاهی در طول ۳۱ سال کاهش داشته است. به نظر می‌رسد کاهش تراکم پوشش گیاهی منطقه به دلیل چرای مفرط و بیش از ظرفیت مراتع باشد که افزایش جمعیت انسانی روستاهای حاشیه منطقه و به طبع آن افزایش نیاز به استفاده از مراتع این مناطق جهت تعلیف دام سبب این امر شده است. البته در کنار چرای مفرط عامل تغییر اقلیم و کاهش بارش برفی منطقه نیز می‌تواند تأثیرگذار باشد که نیاز به بررسی بیشتر در مطالعات آتی دارد.  به‌صورت کلی می‌توان گفت شرایط فیزیوگرافی شامل کوهستانی بودن منطقه همراه با دامنهٔ ارتفاعی و درجهٔ شیب بالا سبب شده که عامل مهمی مانند تغییر کاربری اراضی که سبب از بین رفتن مناطق تحت استفاده حیات‌وحش است در این منطقه وجود نداشته باشد. از طرف دیگر عوامل انسان‌ساخت دیگری مانند سکونتگاه‌های روستای و احداث جاده در مناطق حاشیهٔ منطقهٔ حفاظت شده سبب افزایش پتانسیل تخریب اکولوژیکی این مناطق شده است. درجه شیب بالا همراه با دامنهٔ ارتفاعی زیاد از مهم‌ترین عوامل افزایش پتانسیل تخریب اکولوژیک منطقه است که سبب ایجاد اکوسیستم‌های بسیار حساس و شکننده در مقابل فشارهای بیرونی شده است. این امر نشان می‌دهد در کنار این محدودیت‌های طبیعی هرگونه دخالت انسانی حتی به‌صورت محدود مانند چرای بیش از ظرفیت مرتع و یا ایجاد جاده به‌منظور توسعهٔ صنعت توریسم می‌تواند خسارات جبران‌ناپذیری در منطقه به بار آورد.

**کتابنامه**

احسنی، نبی؛ اولادی، جعفر؛ قصریانی، فرهنگ؛ درویش، محمد؛ ۱۳۸٦. معرفی شیوه‌ای برای اعمال مدیریت پایدار بر سرزمین برمبنای معیارهای IUCN استان کردستان، منطقه کوسالان مریوان. *فصلنامهٔ علمی- پژوهشی تحقیقات مرتع و بیابان ایران*. شماره ٤. جلد . صص ۵۵۸-۵۳۹.
https://ijrdr.areeo.ac.ir/article_105766.html

آرخی، صالح؛ محمودیان، عبدالرحمان؛ عمادالدین، سمیه؛ ۱٤۰۰. پیش‌بینی خطر تخریب جنگل با استفاده از سیستم اطلاعات جغرافیایی و مدل رگرسیون لجستیک (مطالعه موردی: شهرستان سردشت). *جغرافیا و مخاطرات محیطی*. (٤)۱۰.https://doi.org/ 10.22067/geoeh.2021.70743.1070

امامی، حسن؛ شهریاری، حسن؛ ۱۳۹۸. کمی سازی عوامل محیطی و انسانی در وقوع آتش‌سوزی جنگل با روش‌های RSو GIS، مناطق حفاظت‌شده ارسباران. *فصلنامه علمی- پژوهشی اطلاعات جغرافیایی سپهر*. (۱۱۲)۲۸. صص ۳۵-۵۳.https://doi.org/10.22131/sepehr.2020.38606

روشن، سجاد؛ ۱۳۹۷. *وسعت و وضعیت مناطق حفاظت‌شده و ارتباط آن‌ها در مقیاس سیمای سرزمین با استفاده از نظریه گراف در جهت افزایش پایداری و ارائه راهکارهای مدیریت محیطزیستی (مطالعه موردی زیستگاه مرکزی زاگرس)*. پایان‌نامه. دانشگاه تهران.https://env.ut.ac.ir

سپهر، حسین؛ مخدوم، مجید؛ فریادی، شهرزاد؛ رمضانی مهریان، مجید؛ ۱۳۹٤. ارزیابی کیفیت سرزمین در مناطق حفاظت‌شده با استفاده از مدل تخریب (مطالعه موردی: مجموعه حفاظت شده توران). *پژوهش‌های محیطزیست*. سال ٦. شماره ۱۱ . بهار و تابستان. از صص ۱۱۹ -۱۳۰.
https://www.magiran.com/paper/1454673

شیرمحمدی، ایمان؛ جهانی، علی؛ اعتماد، وحید؛ ضرغام، نصرت‌الله؛ مخدوم فرخنده، مجید؛. ۱۳۹۵. ارزیابی آثار محیطزیستی توسعه بر منطقه حفاظت‌شده کرکس با استفاده از مدل تخریب. *پژوهش‌های محیطزیست*. ۷(۱٤). صص ۹۱-۱۰۲.
https://doi.org/20.1001.1.20089597.1395.7.14.15.2

مالچفسکی یاچک؛ ۱۳۸۵. *سامانه اطلاعات جغرافیایی و تحلیل تصمیم چند معیاره*. اکبر پرهیزکار و عطا غفاری گیلانده تهران: سمت. https://samt.ac.ir/fa/book/837

*مجله دیده‌بان محیطزیست و حیات‌وحش ایران*؛ ۱۳۹۱. منطقه حفاظت شده کوسالان و شاهو. http://www.iew.ir/1391/06/14/1574

نظام فر، سرمستی؛ علوی پناه، کاظم؛ ۱٤۰۰. بررسی امکان کالیبراسیون سنجنده‌های LISSIII و ASTER با استفاده از نمکزارهای مناطق خشک ایران. *فصلنامه علوم و تکنولوژی محیطزیست*. (۳)۲۳. ۱۱۷-۱۳۱.
https://doi.org/10.30495/jest.2021.8037

Bharathkumar, L., Mohammed-Aslam, M. A., 2015. Crop Pattern Mapping of Tumkur Taluk Using NDVI Technique: A Remote Sensing and GIS Approach. Aquatic Procedia, 4, 1397–1404. https://doi.org/10.1016/j.aqpro.2015.02.181

Eddy, I. M., Gergel, S. E., Coops, N. C., Henebry, G. M., Levine, J., Zerriffi, H., Shibkov, E., 2017. Integrating remote sensing and local ecological knowledge to monitor rangeland dynamics. Ecological Indicators, 82, 106-116. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.033
Feng, R., Wang, F., Wang, K., 2021. Spatial-temporal patterns and influencing factors of ecological land degradation-restoration in Guangdong-HongKong-Macao Greater Bay Area. Science of The Total Environment, 794, 148671. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148671
Fraser, E. D., Dougill, A. J., Hubacek, K., Quinn, C. H., Sendzimir, J., Termansen, M., 2011. Assessing vulnerability to climate change in dryland livelihood systems: conceptual challenges and interdisciplinary solutions. Ecology and Society, 16(3), 12p. https://www.jstor.org/stable/26268912
Gillespie, T.W., Kelm, S.O., Dong, C., Willis, K.S., Okin, G.S., MacDonald, G.M., 2018. Monitoring changes of NDVI in protected ateas of southern California. Ecological Indicators, 88, 485-494. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.01.031
Gooshbor, L., Bavaghar, M. P., Amanollahi, J., Ghobari, H., 2016. Monitoring infestations of oak forests by Tortrix viridana (Lepidoptera: Tortricidae) using remote sensing. Plant Protection Science, 52(4), 270-276. http://pps.agriculturejournals.cz/artkey/pps-201604-0008
Granados, L., Pizaro, M., Cayuela, L., Domingo, D., Gomez, D., Gracia, M.B., 2022. Long-term monitoring of NDVI changes by remote sensing to assess the vulnerability of threatened plants. Biological Conservation, 265, 109428. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109428
Hellwig, N., Anschlag, K., Broll, G., 2016. A fuzzy logic based method for modeling the spatial distribution of indicators of decomposition in a high mountain environment. Arctic, Antarctic, and Alpine Research, 48(4), 623-635. https://doi.org/10.1657/AAAR0015-073
Jiang, L., Huang, X., Wang, F., Liu, Y., An, P., 2018. Method for evaluating ecological vulnerability under climate change based on remote sensing: A case study. Ecological indicators, 85, 479-486. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.10.044
Jiang, L., Liu, Y., Wu, S., Yang, C., 2021. Analyzing ecological environment change and associated driving factors in China based on NDVI time series data. Ecological Indicators, 129, 107933. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107933
Jing, Y., Zhang, F., He, Y., Johnson, V. C., Arikena, M., 2020. Assessment of spatial and temporal variation of ecological environment quality in Ebinur Lake Wetland National Nature Reserve, Xinjiang, China. Ecological Indicators, 110, 105874. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105874
Li, M., Yu, H., Meng, B., Sun, Y., Zhang, J., Zhang, H., Wu, J., Yi, S., 2021. Drought reduces the effectiveess of ecological projects: Perspectives from the inter-annual variability of vegetation index. Ecological Indicators, 130, 108154. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108158
Li, Q., Zhou, y., Yi, S., 2022. An integrated approach to constructing ecological security patterns and identifying ecological restoration and protection areas: A case study of Jingmen, China. Ecological Indicators, 137, 108723. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108723
Liu, S., Zhang, J., Zhang, J., Guo, Y., 2022. Simultaneously tackling ecological degreadation and poverty challenges: Evidence from desertifies areas in northern China. Science of The Total Environment, 815, 152927. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.152927
Mahmood, K., Batool, A., Faizi, F., Chaudhry, M. N., Ul-Haq, Z., Rana, A. D., Tariq, S., 2017. Bio-thermal effects of open dumps on surroundings detected by remote sensing—Influence of geographical conditions. Ecological indicators, 82, 131-142. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.042

Malano, H.M., Gao, G., 1992. Ranking and Classification of irrigation system performance using fuzzy set theory: case studies in Australia and China. Irrigation and Drainage Systems, 6, 129-148. https://link.springer.com/article/10.1007/BF01102973

Manzo, C., Mei, A., Zampetti, E., Bassani, C., Paciucci, L., Manetti, P., 2017. Top-down approach from satellite to terrestrial rover application for environmental monitoring of landfills. Science of The Total Environment, 584, 1333-1348. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.033

Nematollahi, S., Fakheran, S., Jafari, A., Pourmanafi, S., Kienast, F., 2022. Applying a systematic conservation planning tool and ecological risk index for spatial prioritization and optimization of protected area networks in Iran. Journal for Nature Conservation. 66, 126144. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2022.126144

Pravalie, R., Sirodoev, I., Nita, I., Patriche, C., Dumitrascu, M., Rosca, B., Tiscovsci, A., Bandoc, G., Savulescu, L., Manoiu, V., Birsan, M., 2022. NDVI-based ecological dynamics of forest vegetation and its relationship to climate change in Romania during 1987-2018. Ecological Indicators, 136, 108629. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108629

Shen, Ge., 2019. Remote sensing and evaluation of the wetland ecological degradation process of the Zoige Plateau Wetland in China, Ecological Indicators, 104, 48-59. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.063

Slonecker, T., Fisher, G. B., Aiello, D. P., Haack, B., 2010. Visible and infrared remote imaging of hazardous waste: a review. Remote Sensing, 2(11), 2474-2508. https://doi.org/10.3390/rs2112474

Tan, J., Li, A., Lei, G., Bian, J., Zhang, Z., 2019. A novel and direct ecological risk assessment index for environmental degradation based on response curve approach and remotely sensed data. Ecological indicators, 98, 783-793. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.11.038

Usman, O., Lorember, T., Jelilov, G., Isik, A., Ike, G.N., Sarkodie, S.A., 2021. Towards mitigating ecological degredation in G-7 countries: accounting for economic effect dynamics, renewable energy consumption, and innovation. Heliyon, 7(12), e08592. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e08592

Walz, U., 2011. Landscape structure, landscape metrics and biodiversity. Living reviews in landscape research, 5(3), 1-35. https://doi.org/10.12942/lrlr-2011-3

Xu, H., Wang, M., Shi, T., Guan, H., Fang, C., Lin, Z., 2018. Prediction of ecological effects of potential population and impervious surface increases using a remote sensing based ecological index (RSEI). Ecological indicators, 93, 730-740. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.05.055

Zhang, X., Liu, K., Li, X., Wang, S., Wang, J., 2022. Vulnerability assessment and its driving forces in terms of NDVI and GPP over the Loess Plateau, China. Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, 125, 103106. https://doi.org/10.1016/j.pce.2022.103106